



Odlade torvjordar och växthusgasavgång

– Effekter av pH, temperatur och vattenhalt

Cultivated peat soils and greenhouse gases – effects of pH, temperature and water content

Lisette Nordgren

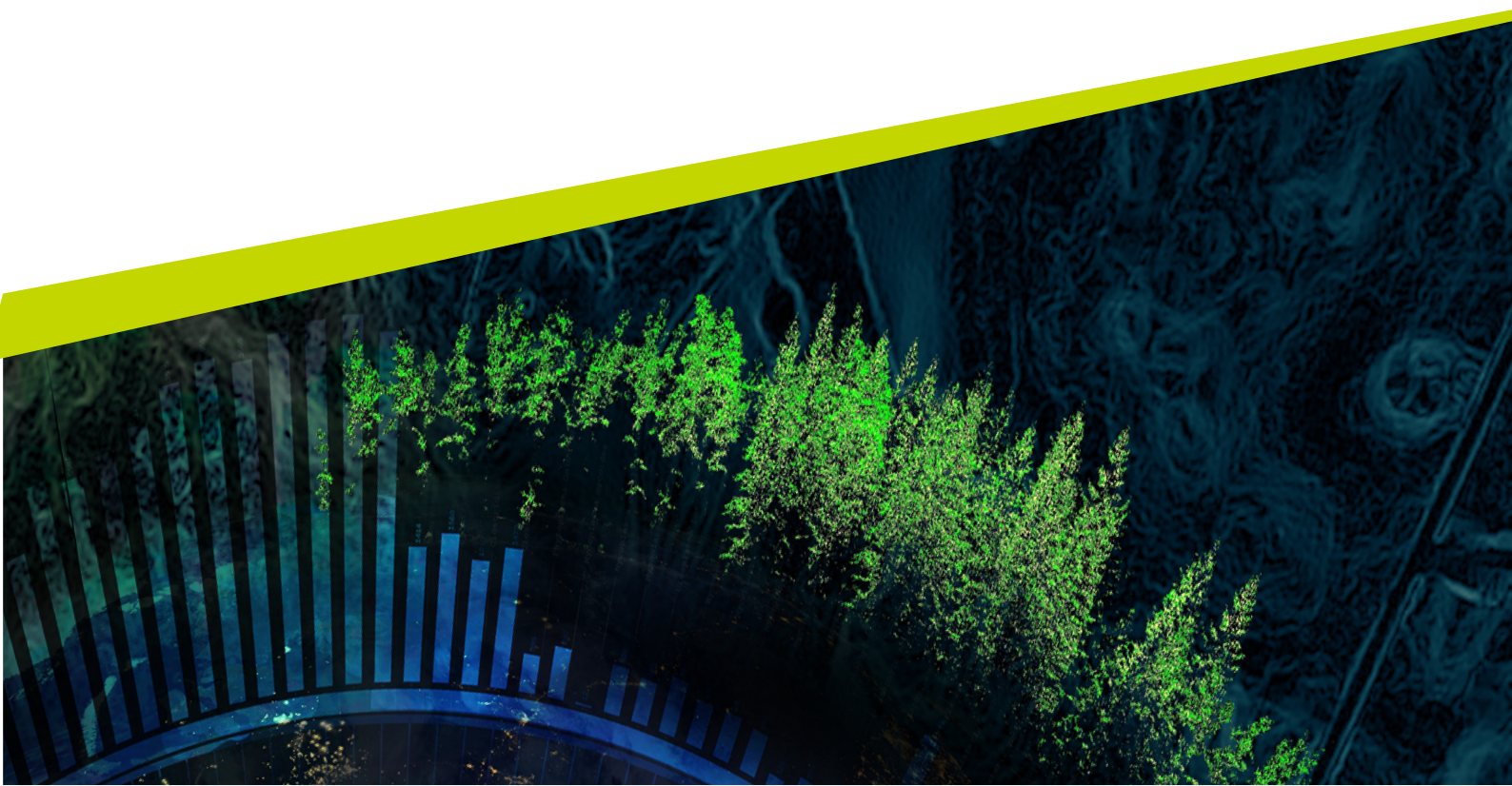
Självständigt arbete i miljövetenskap • (15 hp)

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Institutionen för mark och miljö

Kandidatprogrammet i biologi och miljövetenskap

Uppsala 2021



Odlade torvjordar och växthusgasavgång – Effekter av pH, temperatur och vattenhalt

Cultivated peat soils and greenhouse gases – Effects of pH, temperature and water content

Lisette Nordgren

Handledare: Örjan Berglund, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö
Bitr. handledare: Sabine Jordan, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö
Examinator: Jon-Petter Gustafsson, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö

Omfattning: (15 hp)
Nivå och fördjupning: (Grundnivå, G2E)
Kurstitel: Självständigt arbete i Miljövetenskap
Kurskod: EX0896
Program/utbildning: Kandidatprogrammet för biologi och miljövetenskap
Kursansvarig inst.:

Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2021

Nyckelord: Odlad torvjord, pH, kalk, växthusgaser

Sveriges lantbruksuniversitet

Institutionen för mark och miljö

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

<https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

Torvmarker utgör potentiella sänkor av växthusgaser (VHG) och täcker en betydande andel av Sveriges yta. Förra seklet dikades en stor del av markerna för odling m.m. vilket i nutid har lett till en ökande problematik med mikrobiell nedbrytning och torvförlust. Detta avger emissioner som på olika sätt kan mildras enligt forskningen.

Syftet med arbetet var att undersöka VHG från en odlad torvjord (Broddbo fältförsök i Uppland) med okalkad (A) och kalkad jord (C=20 ton CaCO_3/ha). Jorden studerades i fält och på labb. Först vid olika temperaturer utifrån CO_2 -avgång från prover tagna på hösten och våren. Sen vid olika vattenfaktorer med VHG-mätning av de senare proverna i enlighet med frågeställningarna. VHG anpassades med linjär regression från data (ppm mot tid) med Vaisala GMP343 och GASMET GT5000 terra, till olika medelflöden. Temperaturkoefficienten (Q10) studerades i fyra steg mellan 3–25°C för 36 cylinderprover (Ø:7,5; h:10cm) som inhämtades i november 2020 och motsvarande från våren 2021. Vattennivåer och vattenhalter (i volymprocent) studerades i fyra olika steg med vattennivåhöjning och torkning på labb under mätning av vårens (18) prover.

Inga statistiskt signifikanta skillnader fanns mellan led A och led C. Q10 gav dock något högre mätvärden för led A än för led C vid 3–13 och 20–25°C utifrån flödet av CO_2 som var som högst från vårens led C. Främst avgick N_2O vid 2,5 cm vattennivå och vid 5 cm där i snitt 1,7 $\mu\text{g}/\text{h}$ avgick för led A. Stigande vattennivåer antogs öka denitrifikationen. CO_2 -flödet avtog något mellan 2,5-7,5cm vattennivå. Vid 10 cm (nära vattenmättnad) gavs en signifikant ökning som berodde av mätfel. Avtagande vattenhalt (från ca 70%) ökade emissionen av CO_2 för båda led (A: $R^2=0,22$, p-värde=0,02; C: $R^2=0,24$, p-värde=0,01). Emissionen för led C översteg A men trenden avtog något vid en vattenhalt på ca 58% när jorden var som torrast under mätning. Fältmätningarna överensstämde delvis med labbdata och fler upprepningar hade behövts. Torvjordar är komplexa ekosystem som beror av många faktorer och för att kunna utreda, anpassa och förbättra metoder och modeller behövs mer forskning på området.

Nyckelord: odlad torvjord, växthusgasavgång, pH, Q10, vattenfaktorer

Abstract

Peatlands constitute potential reductions in greenhouse gases (GHG) and cover a significant proportion of Sweden's land area. In the last century, large parts were ditched for cultivation etc. which nowadays has led to an increasing problem with microbial degradation and peat loss. This emits GHG that can be mitigated in various ways, according to the research.

The aim of this study was to investigate GHG from a cultivated peat soil (Broddbo field trial in Uppland) which was uncalcified (A= 0) and lime treated (C = 20 tons CaCO_3/ha). The soil was studied in the field and in the lab. First at different temperatures based on CO_2 emissions from samples taken in the autumn and spring. Then with different water factors and GHG measurements of the latter samples in accordance with the objectives. GHG concentrations were adapted with linear regression from data (ppm against time) with Vaisala GMP343 and GASMET GT5000 terra, to different means of emission. The temperature coefficient (Q10) was studied in four steps between 3-25°C for 36 cylinder samples (\varnothing : 7.5; h: 10 cm) obtained in November 2020 and corresponding from spring 2021. Water levels and water content (in volume percent) were studied in four different steps with water level increase and drying on the lab during measurement of the (18) spring samples.

There were no statistically significant differences between treatments. However, Q10 suggested higher values for A than for treatment C, at 3-13 and 20-25°C based on the emissions of CO_2 which was highest for the spring samples from treatment C. N_2O was mainly emitted at 2.5 cm water level and at 5 cm where an average of 1.7 $\mu\text{g}/\text{h}$ was released for treatment A. Higher water levels were assumed to increase denitrification. The CO_2 emissions decreased slightly between 2.5-7.5 cm water level. At 10 cm (close to water saturation) a significant increase was given due to measurement errors. Declining water content (from about 70%) increased CO_2 emissions for both treatments (A: $R^2=0,22$, p-value=0,02; C: $R^2=0,24$, p-value=0,01). The emission for treatment C exceeded A but the trend slowed slightly at about 58% water content when the soil was at its driest during the measurements. Measured values in the field partly corresponded to lab data and more data was needed. Peat soils are complex ecosystems that depend on many factors and in order to be able to investigate, adapt and improve methods and models more research is needed in the area.

Keywords: cultivated peat soil, greenhouse gas emissions, pH, Q10, water factors

Innehållsförteckning

Tabellförteckning.....	8
Figurförteckning.....	9
Förkortningar	10
1. Introduktion	11
1.1. Syfte och frågeställningar.....	12
2. Inledning och bakgrund	13
2.1.1. Torvmarker och organogena jordar	13
2.1.2. Uppodling av torvmarker.....	14
2.1.3. Kalk som pH-höjande behandling	14
2.1.4. Tidigare studier av odlade torvjordar och täkter	15
2.1.5. pH, temperatur och vattenfaktorer	16
3. Material och metoder	17
3.1. Provpplatsen	17
3.1.1. Fältmätningar av växthusgaser	18
3.1.2. Cylinderprovtagning	20
3.2. Laborationer	21
3.2.1. Karaktärisering och parameterbestämning	22
3.2.2. Q10	23
3.2.3. Vattenfaktorer	24
3.3. Statistik och beräkningar	25
3.3.1. Statistik	26
3.3.2. Ekvationer.....	26
4. Resultat	28
4.1. Växthusgaser i fält.....	28
4.1.1. Koldioxidflöden per ytenhet i fält	28
4.1.2. Lustgas och metangas i fält	29
4.2. Laborationsresultat	30
4.2.1. Q10 från flödet av CO ₂ vid olika temperaturer	31
4.2.2. Växthusgasflöden mot olika vattenfaktorer.....	32
5. Diskussion	35
5.1. Val av metoder och material	35
5.2. Laborationer	36
5.2.1. Q10	37
5.2.2. Vattenfaktorer	37
5.3. Fältmätningar.....	38
6. Slutsatser	39
Referenslista	40
Tack.....	43

Tabellförteckning

Tabell 1. Utförandebeskrivning för jordkaraktärisering, baserat på prover från den 19 april 2021	23
Tabell 2. Markens medelvattenhalter i volymprocent (θ), vid fältmätningar under våren 2021	29
Tabell 3. Medelvärden och standardavvikelser för parametrar baserade på vårens separata jordprover för respektive ruta från kalkförsöket, där $A=0$, $C=20$ ton $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$	30
Tabell 4. Beräknade temperaturkoefficienter från koldioxidmätningar av samtliga cylinderprover vid 3 - 25°C, där 3°C hade störst mätosäkerhet.....	31

Figurförteckning

Figur 1. Broddbo fältförsök och Broddbo kalkförsökskarta med rutor till höger. Foto/illustration: Lisette Nordgren.....	18
Figur 2. Visar flödesmätning av CO ₂ i fält den 19e april 2021, med gaskammare (a) generator (b), handdator (c) samt markfuktighetsmätare (d). Foto/illustration: Lisette Nordgren.....	19
Figur 3. Visar flödesmätning av VHG den 25e maj, med GASMET, WET-mätare (A) och kammare med temperaturmätare (B). Foto/illustration: Lisette Nordgren	20
Figur 4. Stegvis cylinderprovtagning med utplacering av cylindrar (A), placering av slägga (B), nedskjutet cylinderprov (C & D), uppgrävning (E), färdigt jordprov (F). Foto/illustration: Lisette Nordgren.	21
Figur 5. Visar preparering av prover (a) för mätningar av pH och EC (b) samt avsvälning i exsickator (c) av glödgade prover (d). Foto/illustration: Lisette Nordgren.....	22
Figur 6. Visar torvjord i cylinder (A) som placerades i burk med lock (B) där in- och utgående luft kunde kopplas till en gasmätare (C). Foto/illustration: Lisette Nordgren.....	24
Figur 7. Visar cylinder (upp och ner) med filterpapper i botten (a) som täcktes med ett tunt nät (b) och sattes ned i en burk med ytterligare ett nät i botten (c) och fylldes till bestämd vattennivå (d), lämnades för utjämning (e) och nådde slutligen 10 cm (f).....	25
Figur 8. Visar koldioxidflöden som medelvärden och standardavvikelser för led A (utan kalk) och C (20 ton CaCO ₃ /ha) under fältmätningar, som utfördes på våren år 2021.	28
Figur 9. Visar det uppskattade flödet för A1, A5, C3 och C8 i µg N ₂ O/m ² /h tillsammans med vattenhalten för respektive i volymprocent (θ).	30
Figur 10. Medelvärden för koldioxidavgången med standardavvikelse (felstaplar) med mg CO ₂ /h på y-axeln, vid temperaturerna 25, 20, 13 och 3°C. *Störst mätosäkerhet av temperaturerna.	31
Figur 11. Medelflöde och standardavvikelse i mg CO ₂ /h för A och C mot 2,5 cm 5,0 cm 7,5 cm och 10 cm vattennivå.....	32
Figur 12. Visar cylindrarnas respektive emission mot vattenhalten i volymprocent (efter torkning), där led A (blå) och C (röd) kan följas med regression av andra gradens polynom samt R ² -värde och p-värde<0,05.	33

Förkortningar

Al(OH) ₃	Aluminiumhydroxid
CaCO ₃	Kalciumkarbonat ”kalk”
CH ₄	Metangas
C/N	Kvotförhållandet mellan kol och kväve
CO ₂	Koldioxid
CO _{2eq}	Koldioxidekvivalent
EC	Elektrisk konduktivitet
HK	Högsta kustlinjen
LULUCF	Land Use Land Use Change and Forestry
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
N ₂	Kvävgas
N ₂ O	Dikväveoxid ”lustgas”
O ₂	Syrgas
OM	Organiskt material (från eng. Organic Matter)
org-C	Organiskt kol
PVC	Polyvinylklorid
SOC	Organiskt markkol (från eng. Soil Organic Carbon)
tot-C	Totalhalt kol (viktprocent)
tot-N	Totalhalt kväve (viktprocent)
VHG	Växthusgas

1. Introduktion

Markanvändningen och den förändrade markanvändningens miljö- och klimatpåverkan inom jord- och skogsbruket (LULUCF) har på senare år uppmärksamrats allt mer (Naturvårdsverket 2021). Mikroorganismer utgör den kvantitativt största nedbrytningsfaktorn i marken, vars emission av koldioxid (CO_2) i försökstudier har motsvarat i genomsnitt 0,5 - 1 g C (kol) och 1,5 - 3 g syrgas (O_2) per m^3 och dygn från åkermark (Eriksson et al. 2011).

Den förindustriella atmosfärshalten av CO_2 har uppskattats till omkring 280ppm i kontrast till nutida 408ppm (Bogren et al. 2019). Markanvändningen är av stor betydelse för det fortsatta hållbarhetsarbetet med EUs rampolitiska mål och de nationella miljömålen (Naturvårdsverket 2020). Emissioner av växthusgaserna (VHG) CO_2 , metan (CH_4) och lustgas (N_2O) verkar i turordning för merparten av den förstärkta växthuseffekten. Där gaserna CH_4 ger 25 gånger och N_2O hela 298 gånger kraftigare växthuseffekt än CO_2 som är satt till 1, sett till en 100 årsperiod (GWP100) (Bogren et al. 2019).

Under de senaste två seklen har kärr och mossar (myrar) dikats och brukats i brist på annan odlingsbar mark inom jord- och skogsbruket, ett arv som idag skapar intressekonflikter med råvaruförsörjning, klimat- och naturvårdsfrågor (Berglund 2008). Våtmarkerna har visat sig vara ett oersättligt habitat för många arter och områdesskydd har på senare tid blivit alltmer juridiskt omfattande (Naturvårdsverket 2021a). Eftersom betydande mängder av framförallt CO_2 och N_2O fortfarande avges från uppodlade torvjordar (Berglund 2008) testas olika metoder världen över för att studera och minska problematiken som finns hos dessa dränerade marker.

I Sverige avges omkring 9 M ton $\text{CO}_{2\text{eq}}$ per år från dikad torvmark och har av Naturvårdsverket (2021b) jämförts med bland annat biltrafikens utsläpp nationellt. Torvrika våtmarker betraktas vara en viktig sänka och omvänt en källa till VHG efter att markerna togs i bruk och torvmaterialet började bortodlas (Berglund 2008). Med prognoser om en varmare global medeltemperatur samt följaktligen ökade extrema väderevent (SMHI 2021), förefaller avgången av VHG från den odlade torvmarken ytterst relevant att undersöka närmare.

1.1. Syfte och frågeställningar

Syftet med det här arbetet är att studera växthusgasavgången från en odlad torvjord med olika kalkbehandling utifrån följande frågeställningar:

- Har pH (kalkning) någon effekt på emissionerna i fält eller på labb?
- Ökar emissionerna av CO_2 med temperaturen?
- Finns det någon skillnad mellan jordprover från höst och vår, utifrån emissionen av CO_2 ?
- Har olika vattenfaktorer (vattennivå eller vattenhalt i volymprocent) någon märkbar effekt på emissionerna av VHG?

2. Inledning och bakgrund

I marken sker fotosyntesen och tidvis även immobiliseringen av N omvänt. Heterotrofa rötter och mikroorganismer oxiderar kolföreningar och organiskt kväve mineraliseras via bakteriers ammonifikation följt av nitrifikation, under aeroba (syrerika) markförhållanden (Eriksson et al. 2011). I anaeroba (syrefattiga) förhållanden i marken gynnas exempelvis denitrifierare som omvandlar nitrat (NO_3^-) till kvävgas (N_2) eller N_2O samt metanogener vars metabolism bildar CH_4 som också kan oxideras till CO_2 (Willey et al. 2014).

2.1.1. Torvmarker och organogena jordar

Torvmarker består av organiskt material (OM) som har uppkommit genom att tillväxten av biomassa under lång tid, har överstigit nedbrytningen (respirationen) till följd av syrebrist (Eriksson et al. 2011). Ur ett biogeologiskt tidsperspektiv har det därför bildas torv på försumpad fastmark eller vid öppet vatten (sjöar) som har vuxit igen och bevarat resterna av olika växtsamhällen (*sphagnum* spp., *carex* spp. m fl.) i olika torvtyper (Lundqvist 2006). Torvmarkerna karaktäriseras av dess hydrologiska ursprung varifrån pH (runt 5,5) och näringsstatus utgår (Eriksson et al. 2011). I sänkor och avrinningsområden benämns de kärr. Dessa tillförs vittringsprodukter och näring (baskatjoner) från omgivande mineraljordar, vilket gör dem förhållandevis rika på N och mineraler (Eriksson et al. 2011). Över tid utvecklas kärr till ombrogena och näringsfattiga mossar och högmossar, som generellt är surare och mindre artrika i jämförelse med kärren (Eriksson et al. 2011).

Tillsammans utgör torvmarkerna den organogena jordarten (histosol) som uppskattats motsvara ca 15% av Sveriges yta (Eriksson et al. 2011). Gemensamt för torvjordar är att de bör ha en mäktighet på minst 30 cm över modern materialet, ofta bestående av postglacial lera eller gyttjelera under högsta kustlinjen (HK) (Eriksson et al. 2011). Minst 30% av vikten hos en torvjord bör bestå av organiskt material enligt den svenska jordartsklassificeringen (Berglund 2008). Beroende av klimatfaktorer och näringstillgång förmultnar torvtyperna enligt von Post skala, från H1-H10 där H10 är som mest förmultnad (Eriksson et al. 2011). Torvmaterial används bland annat inom trädgårdsodling och areell näring. En betydande andel av torvmarkerna har också övergått i kulturjordmån, där dikning för dränering och uppodling medför ett flertal utmaningar såsom bortodling (torvförlust) samt ökade emissioner av växthusgaser (VHG) (Eriksson et al. 2011).

2.1.2. Uppodling av torvmarker

Odlingsfördelarna med organogena jordar består i torvmaterialets vattenhållande förmåga och höga kväveinnehåll (Berglund 2008). Även om vallgrödor är vanligast på dikad och odlad torvjord har grödor som råg, potatis och korn samt havre och morötter även visat sig vara lämpligt att odla i särskilda kalkrika respektive högförmultnade torvjordar (Berglund 2008). Brukandet har initialt resulterat i hög avkastning men på sikt i resurskrävande metoder (Berglund 2008).

Porositeten hos torv kan uppgå till över 90 volymprocent med dominerande makro- och mikroporer samt endast några få volymprocent mesoporer (Walczak et al. 2002). Förlusterna av markvattnets fysikaliska egenskaper leder därav till ett flertal avvattningsproblem som är av stor betydelse för marknivån. Initialt skapas en sättning av marken som ökar med förmultningsgraden, följt av konsolidering när vattnet har sjunkit undan (Berglund 2008). Evapotranspiration (förångning och växters vattenupptag) samt bortodling (torvförlust) är ytterligare faktorer som påverkar de odlade torvjordarnas mäktighet (Berglund 2008).

Beroende av bearbetningsintensitet har torvförlusten uppskattats till ett årligt genomsnitt motsvarande 0,5 - 2 cm (Eriksson et al. 2011). Eftersom torvjordlagret minskar till följd av uppodlingen, krävs kontinuerlig dikning och de kostsamma dikningsprogrammen som infördes i början av förra seklet har därav resulterat i ett autogenerativt dilemma. Idag brukas endast en del av dessa marker (Berglund 2008). Kunskapen kring odlade torvjordar fortsätter dock att öka vilket möjligen kan bidra med mer lönsamma åtgärder till markförbättringar på sikt.

2.1.3. Kalk som pH-höjande behandling

Liksom för all mark sker en försurande effekt av växtlighetens näringsupptag och CO₂ löst i markvattnet (kolsyra). I humida områden där torvjordarna finns, har den syraneutraliserande förmågan för neutralisering av vätejoner (H⁺) ofta förbrukats genom att evapotranspirationen är högre än nederbörden (Eriksson et al. 2011). Kalkningsbehovet består således i att motverka den karaktäristiska aciditeten hos torvjordarna samt tillskottet av H⁺ från växtligheten och markrespirationen som sänker pH medan baskatjoner verkar neutraliserande i marklösningen (Eriksson et al. 2011). Kalkning motverkar även risken för Al- eller Mn-toxicitet hos växter där ett pH omkring 6 är optimalt också ur näringstillgångsynpunkt med avseende på fosforlöslighet (Paradelo et al. 2015). Ofta används CaCO₃ inom odling som även utgör en abiotisk källa till CO₂ (Hermansson 2017). Reaktionen sker enligt följande: $\text{CaCO}_{3(s)} + 2\text{H}^+ \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{H}_2\text{CO}_3 \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_{2(g)}$, där Ca²⁺ i förlängningen bidrar till att fälla ut Al(OH)_{3(s)} när CO₂ avgår (Eriksson et al. 2011).

Att öka pH-värdet till ca 7 har även visat sig kunna bidra till minskade emissioner av N₂O som är ett generellt problem på odlade marker, delvis beroende av gödsling (Hénault et al. 2019). Ett högre pH-värde kan även leda till en ökad mängd organiskt kol (org-C) i marken liksom en ökad mineralisering och nedbrytning av org-C, vilket har utgjort föremål för fortsatt forskning (Paradelo et al. 2015).

2.1.4. Tidigare studier av odlade torvjordar och tåkter

Uppskattningsvis utgörs 5,6% av den nationella markytan av odlad torvjord och emissionerna från dessa motsvarar omkring 6 - 8% av de totala nationella utsläppen av VHG (Berglund 2011). Institutionen för mark och miljö vid SLU har i samband med olika EU-projekt bidragit till att öka kunskapen om odlade torvjordar och emissionerna av VHG. Olika metoder och bearbetning såsom djupkultivering, sandblandning och packning har bland annat studerats. För emissionsstudierna av torvjordar är det VHG från degradering av långtidslagrat C som är av primärt intresse. Även om kulturgrödor i fält omsätter en betydande mängd under växtsäsongen (Berglund & Berglund 2011), har val av grödor ännu inte visat sig kunna påverka emissionerna nämnvärt (Norberg et al. 2016).

Berglund (2011) fann dels att torvtyp, temperatur och dräneringsdjup/vattenhalt var viktiga faktorer för bortodling och emissioner av CO₂ samt N₂O. Exempelvis har den övre markprofilen liksom en kol-kvävekvot (C/N) under 20 visat på högre emissioner av N₂O (Berglund 2011), liksom ett lägre pH-värde. Även köld eller regnvatten kan kortvarigt leda till förhöjd avgång av N₂O (Ahlvin & Alexandersson Ros 2020). Medan emissioner av CO₂ främst påverkas av syretillgång i kombination med vattenhalt under nedbrytningen av torven, som också kan bestå av oxiderad metangas (CH₄) från djupare, anaeroba markskikt (Norberg et al. 2021). Flödet av CH₄ reduceras därför i regel hos dränerade torvjordar och leder i princip till inlagring alternativt konsumtion av CH₄ (Berglund 2011).

Inverkan av vatten på emissionerna i form av dränerings- eller grundvattendjup, har studerats med en del tvetydigheter. Resultaten för odlad torvjord har dels visat att en sänkning av vattennivån kan bidra till en ökning av VHG från lägre markhorisonter, medan grundvattennivån i sig inte nödvändigtvis påverkar avgången av VHG i den övre jordprofilen (Berglund & Berglund 2011). En sänkning av grundvattennivån från 40 cm till 80 cm studerades av Berglund & Berglund (2011) hos två odlade torvjordar och resulterade i högre emissioner av både N₂O och CO₂ för den högre grundvattennivån jämfört med den lägre.

I en studie från lantbruksuniversitetet på Island uppskattades vattenåterföring till dikade torvmarker kunna verka som en kolsänka, i netto motsvarande 190 g CO_{2eq} m⁻², kontrasterande mot torvtåkter som i snitt emitterade 770g CO_{2eq}m⁻² (Maljanen et al. 2010). Restaurering av torvmark till våtmark ämnar att återuppta förlorade ekosystemtjänster som kolinlagring genom återupptagen vegetation samt mindre N₂O och övergödningssproblem genom denitrifikation (Jordan 2016). Ombrogen restaurerad torvmark verkar dock utgöra en säkrare sänka av VHG än näringsrik torvjord som initialt även kan vara sämre ur övergödningssynpunkt (Jordan 2016). Ett par våtmarksrestaureringar i Sverige studerades av Jordan (2016) som utifrån nettot av VHG kunde visa på lägre utsläpp av CO₂ sommartid med årliga variationer samt att grunda sjöar bildar sänkor men där strandzonerna avger mer CH₄. Fler långtidsstudier över VHG-balansen behövs dock fortfarande.

2.1.5. pH, temperatur och vattenfaktorer

Processerna bakom emissionerna av VHG från odlade torvjordar påverkas som nämnts dels av materialets organiska sammansättning, syretillgången, vattenhalten, pH, C/N och av temperaturen. Det gör det svårt att med säkerhet veta hur emissionerna av CO₂ och N₂O utvecklar sig i dessa jordar ute i fält. Det har samtidigt framhållits att odlade torvjordar kan bevaras som kolsänkor trots att de är dikade, om de brukas väl och grundvattennivån hålls vid ett optimum för att mildra emissionerna av VHG (Norberg et al. 2021).

I vattenmättad jord motsvaras vattenhalten av porositeten, vilket missgynnar heterotrofer till fördel för anaerob nedbrytning och denitrifikation. Vid ca 10 % syrgashalt kan det leda till emissioner av N₂O (Berglund 2011). Mycket låg vattenhalt missgynnar istället den mikrobiologiska aktiviteten (Berglund & Berglund 2011). Vattenfaktorer har därav betydelse för nedbrytningen, även om vattennivån inte har visat sig påverka nedbrytningen nämnvärt i andra studier (Lafleur et al. 2005).

Temperaturen spelar roll för molekylernas rörelse och därmed med vilken hastighet som nedbrytning i marken kan ske. Mikroorganismer är helt beroende av rätt temperatur i omgivningen för att behålla sin cellstruktur och för att katalysera reaktioner med temperaturspecifika enzym, vars hastighet i regel fördubblas med var 10°C (Willey et al. 2014). En välkänd teori för heterotrof respiration som beskriver denna temperaturkoefficient (Q₁₀) har bland annat använts för att karaktärisera och jämföra olika jordar (Meyer et al. 2018:10). Q₁₀ har även visats kunna vara en möjlig indikator för ”Soil Organic Carbon” (SOC) (Tao Zhou et al. 2009).

Möjligheten att sakta ned och mildra problemen med emissionerna av VGH från odlade torvjordar finns (Berglund & Berglund 2011) men fortfarande behövs det mer forskning på området. För att anpassa och förbättra metoder och modeller över emissionerna av VHG från dessa jordar behöver ovannämnda påverkansfaktorer och bakomliggande processer studeras vidare.

Den här studien har avgränsats till att undersöka en odlad torvjord med och utan kalkbehandling i fält och på labb, omfattande försök utifrån olika temperaturer och vattenfaktorer i enlighet med arbetets syfte. Utöver pH undersöks även andra parametrar på labb additivt till nämnda påverkansfaktorer.

3. Material och metoder

Emissionsmätningar av torvjordens kvantitativt vanligaste växthusgaser samt parameterbestämning av jordprover, analyserades för att besvara frågeställningarna i enlighet med arbetets syfte. Haltmätningar av VHG gjordes dels i fält på provrutor samt vid ett flertal laborationstillfällen baserat på motsvarande cylinderprover. Mätningarna gjordes för att samla in data för varje enskilt prov, som sedan sammanställdes per ruta och därefter per behandling.

3.1. Provplatsen

Provplatsen utgörs av en odlad kärrtorvjord i Broddbo (**Figur 1**) tillhörande Bälinge mossar, väster om Björklinge, utanför Uppsala. Fältförsök med bland annat olika gräs, sand och mineralinblandning (Hermansson 2017; Lindgren 2017; Mattsson 2018) samt packning har gjorts eller sker pågående på platsen. Torvdjupet i Broddbo varierar mellan 73 - 129 cm, vilket är av betydelse för hela fältets potentiella CO₂-avgång (Lindgren 2017). Utifrån nollprovsmätningarna i en annan studie från Broddbo, uppmättes elektrisk konduktivitet 87,5 - 211 µS/m, pH 5,41 - 5,90 samt en C/N-kvot på 13,91 (Mattsson 2018). Kväve är vanligen en begränsande faktor generellt i odlade jordar där hög C/N (>30) innebär en mikrobiell kvävebegränsning medan låga värden potentiellt kan leda till kväveläckage (Willey et al. 2014). Att torvjordar har ett mycket högt kolinnehåll samt förhållandevis högt innehåll av N i jämförelse med mineraljordar bör tas i beaktande vid tolkning av denna kvot.

Den del av fältet som används i denna studie har tidigare kalkbehandlats med CaCO₃ i en randomiserad blockdesign med tre upprepningar för att studera hur växthusgasemissionen påverkas av torvjordens pH-skillnader (FACCE ERA-GAS/MAGGE-pH). Studerade provrutor motsvarar 0 (=A) respektive 20 (=C) ton CaCO₃/ha, där A representerar den okalkade torvjordens pH som jämförs mot C som även är maxhalten. Led B (se **Figur 1**) motsvarar 10 ton CaCO₃/ha men denna behandling undersöks inte här. Eftersom studien görs delvis på kalkad torvjord, bör det poängteras att abiotiskt CO₂ från CaCO₃ tillkommer som en mätosäkerhet av kalkbehandlingen (Hermansson 2017). Observationer från platsen som även kan vara av betydelse för resultatet är att vattennivån i ett närliggande dike var runt 30 cm från markytan. Samt att provrutorna verkar ha angripits av sork (se **Figur 1** och **2**). Maskar (mikro-/makrofauna) som har upptäckts både under och efter provtagningen har om möjligt avlägsnats ur cylinderproverna och utgör en marginell mätosäkerhet i sammanhanget.



Figur 1. Broddbo fältförsök och Broddbo kalkförsökskarta med rutor till höger. Foto/illustration: Lisette Nordgren

3.1.1. Fältmätningar av växthusgaser

Gasmätningar utfördes på provplatsen under våren 2021, den 19 april och den 25 maj i provrutorna 1A, 3C, 4C, 5A, 8C och 9A (se höger bild i **Figur 1**).

Mätningarna gjordes en gång i respektive provruta där PVC-rör (Ø: 20cm) med samma höjd sänktes ner ett par cm i jorden och ett medelvärde uppskattades utifrån fyra jämnt uppmätta innerhöjder. Detta gjordes för att skapa en botten som kunde övertäckas med en sluten gaskammare (h:19cm) som applicerades ovanpå röret. Tillsammans skapade dessa en innervolym med en relativt isolerad markkontakt inom några sekunder före gasmätningen. En Vaisala GMP 323 CO₂-mätare användes för emissionsmätning i varje provruta vid första måttillfället.



Figur 2. Visar flödesmätning av CO_2 i fält den 19e april 2021, med gaskammare (a) generator (b), handdator (c) samt markfuktighetsmätare (d). Foto/illustration: Lisette Nordgren

GASMET GT5000 terra användes för den andra fältmätningen som även utfördes med en annan kammare (Ø:18cm, h:18cm), för att även kunna mäta N_2O och eventuellt CH_4 . En annan skillnad i användningen av "Gasmet" jämfört med "Vaisala", var att den behövdes ställs in till ett bakgrundsvärde genom att flödas med mycket ren N_2 inför varje dag med mätning.



Figur 3. Visar flödesmätning av VHG den 25e maj, med GASMET, WET-mätare (A) och kammare med temperaturmätare (B). Foto/illustration: Lisette Nordgren

Markfuktighet runt kammaren (från ett medelvärde på tre) mättes med en WET-sensor (Delta - T Devices Ltd., Cambridge, UK) som mäter vattenhalt i volymprocent (se **Figur 2** och **3**) Lufttemperaturen noterades (marktemperaturen uppskattades i efterhand) vid båda mättillfällena.

3.1.2. Cylinderprovtagning

Provtagning i fält för ovanstående mätningar gjordes hösten den 16e november 2020 och våren den 19e april 2021. Vid båda tillfällena togs 3 cylinderprover (h:10cm, \varnothing : 7,5cm) från varje ruta där hälften (3x3 cylindrar) utgjordes av behandling A utan kalk, och resterande hälft C, med kalk. Rutorna var 1A, 3C, 4C, 5A, 8C och 9A på fältkartan (se **Figur 1**). Sammanlagt gav det 36 olika cylinderjordprover, jämnt fördelade från respektive provtillfälle och i april togs även ett separat "löst" jordprov från respektive provyta.

I samband med cylinderprovtagningen skrapades den översta vegetationen bort på en liten yta, för att komma åt det övre markskiktet. Cylindrarna placerades sedan ut och fördes ner i jorden med slägga (se **Figur 4**). Därefter grävdes de varsamt upp och överflödig jord avlägsnades med kniv, jämnt mot stål cylinderns kant som därefter täcktes med filterpapper och lock.



Figur 4. Stegvis cylinderprovtagning med utplacering av cylindrar (A), placering av slägga (B), nedskjutet cylinderprov (C & D), uppgrävning (E), färdigt jordprov (F). Foto/illustration: Lisette Nordgren.

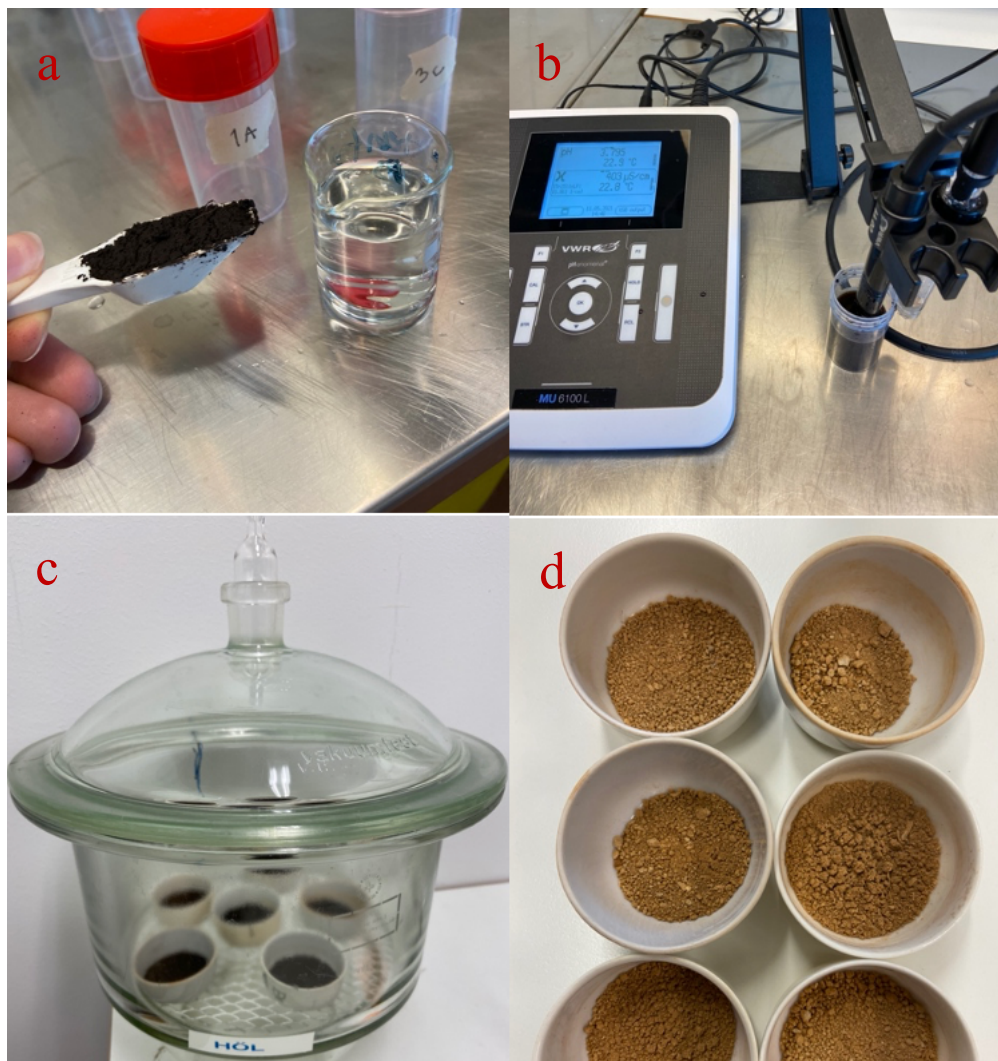
Cylindrarnas siffermärkning (**Figur 4**) och provruta noterades för identifiering. De lösa jordproverna togs även med spade och förvarades sedan i tillslutna plastpåsar. Samtliga prover kylades till 3°C på laboratoriet i MVM-huset vid SLU, Ultuna fram till april och maj 2021 där de efterhand preparerades inför mätning av VHG samt karaktärisering på labbet.

3.2. Laborationer

Arbetet på labb bestod av karaktärisering och parameterbestämning för jorden (från provrutorna), mätning av CO₂ för bestämning av Q10 för höst och vår samt mätningar av VHG utifrån olika vattennivåer och halter, baserat på cylinderproverna från våren.

3.2.1. Karaktärisering och parameterbestämning

Jorden karaktäriserades översiktligt för respektive ruta enligt **Tabell 1** för att beräkna motsvarande parameter till medelvärden för A och C. Elektrisk konduktivitet (EC) och pH bestämdes i avjonat vatten, som mått på jonkoncentrationen i marklösningen (se **Figur 5** nedan).



Figur 5. Visar preparering av prover (a) för mätningar av pH och EC (b) samt avsalning i exsickator (c) av glödgade prover (d). Foto/illustration: Lisette Nordgren

Glödförlust (se **Figur 5**), halterna av C, N och C/N bestämdes för beräkning av de genomsnittliga andelarna organiskt och abiotiskt (oorganiskt) material i rutorna. För organogena jordar kan glödförlusten anses mer pålitlig, eftersom exempelvis lerhaltiga jordar kan innehålla en betydande mängd adsorptivt bundet vatten som därigenom kan påverka resultatet (Eriksson et al. 2011). Den torra skrymdensiteten (P_s) bestämdes endast för vårens cylinderjordprover efter det sista labbförsöket hade genomförts. P_s ger den verkliga vikten och densiteten av torvjorden som har studerats. Lock och nät avlägsnades försiktigt från cylindrarna som ställdes på metallock och torkades i ugn på 105°C under ca 3,5 dygn.

Tabell 1. Utförandebeskrivning för jordkaraktärisering, baserat på prover från den 19 april 2021

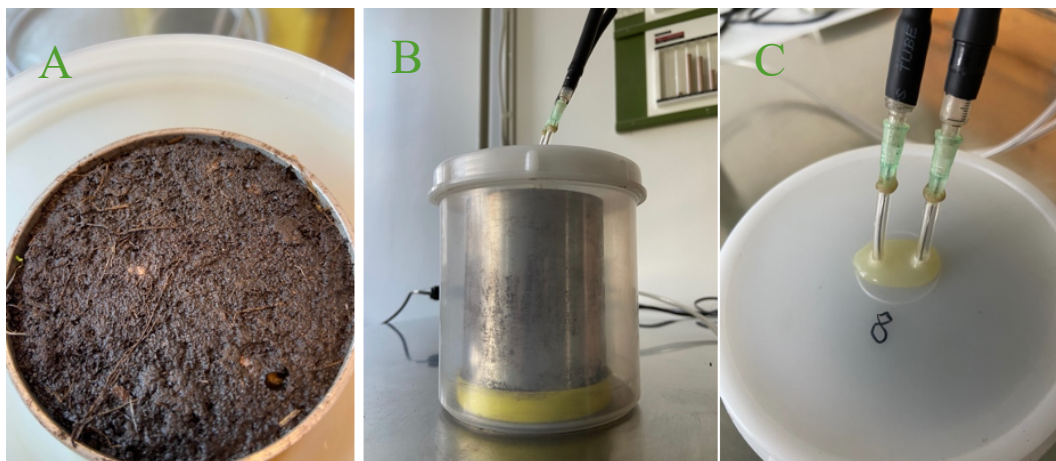
Parameter	Metod	Material/utrustning
Elektrisk konduktivitet	Jord och H ₂ O i volymsdelarna 1:5, skakades i 5 min för att sedan sedimentera i 2h. Därefter gjordes 4 mätningar för varje prov (cellen tvättades däremellan), inlett med 5 sek skakning av provet.	Burkar med lock. Skopa (5 ml), avjonat vatten (25 ml). Mättes med konduktivitetscell (VWR® CO 11, kopplad till mätaren (pHomenal VWR® MU 6100 L))
pH-värde	Mättes först en gång efter EC och åter igen efter 45 min sedimentering, med 5 sek skakning och rengöring (H ₂ O) av elektrod mellan proverna. 24 h senare gjordes en tredje mätning utan skakning.	Utfördes på samma prover som preparerades enligt (EC) ovan och samma mätare ställdes om och användes med tillhörande pH-elektrod.
Glödförlust	Respektive prov torkades öppet i 30°C i 14 dygn och sedan 22h i 105°C med invägning. Glödningen gjordes i 550°C.	I torkrummet förvarades proverna i påsar. I ugnarna användes deglar (märkta med blyerts) som sedan fick svalna i vakuum.
C/N	Torkades (öppet) under 14 dygn i 30°C. Torven mortlades i ett par minuter och sedan 17h i 105°C. Torra prover lämnades till Mark-och växtlaboratoriet vid SLU, Ultuna för analys (LECO TruMac CN) av tot.-C, org.-C samt tot.-N.	I torkrummet förvarades proverna i påsar och lades sedan i glasbägare i ugnen. Torkade prover fick svalna i vakuum och fördes över i plastburkar inför analysen.

3.2.2. Q10

Mätningarna av CO₂ på labbet påbörjades utifrån kylförvarade prover vid 3°C. Temperaturen höjdes därefter till tre olika temperaturer 13, 20 och 25°C och mättes regelbundet med ett dygns utjämningsstid under samma vecka.

Temperaturkoefficienten studerades med avseende på heterotrof respiration. Därför användes samma utrustning (Vaisala GMP343) som vid den första fältmätningen även för denna mätning, som alltså endast gav data i form av ppm CO₂ mot tiden i sek.

Cylinderproverna sattes i täta plastkammare (burkar) med lock som kopplades till gasmätaren via två slangar, för in- och utgående luft (se **Figur 6**).



Figur 6. Visar torvjord i cylinder (A) som placerades i burk med lock (B) där in- och utgående luft kunde kopplas till en gasmätare (C). Foto/illustration: Lisette Nordgren

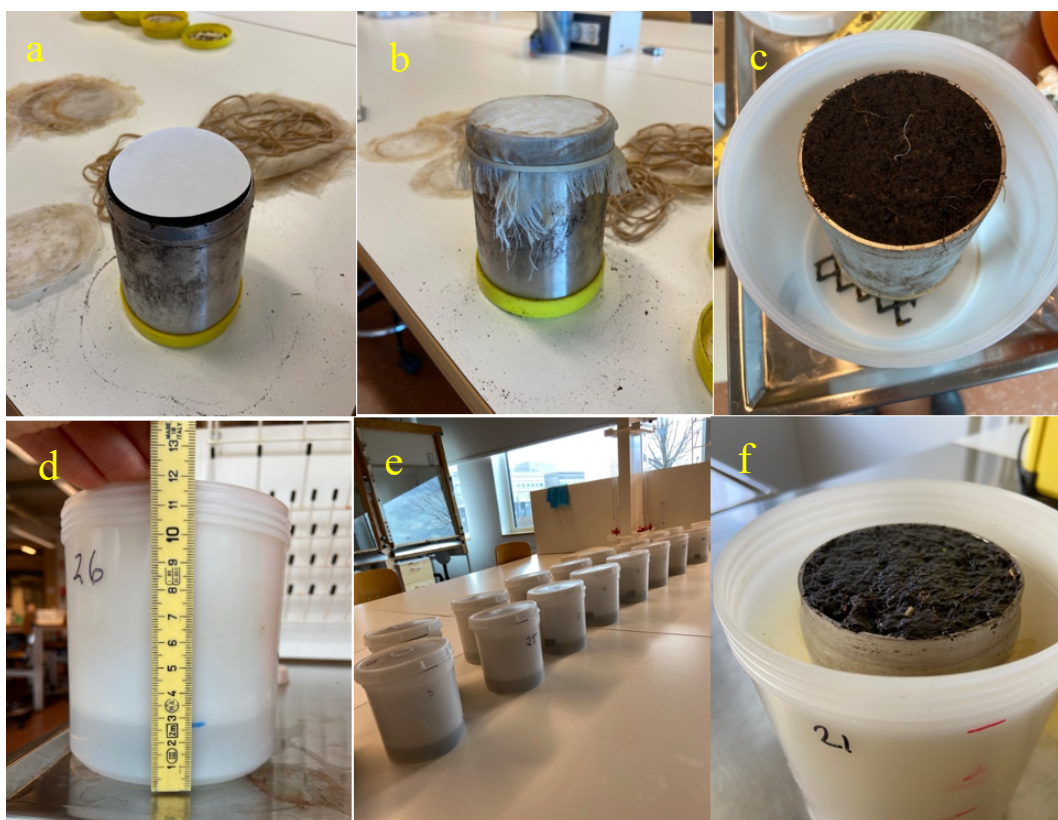
Den första temperaturen hade störst mätosäkerhet eftersom proverna först togs ut ur kylen till rumstemperatur före mätning, vilket innebar en fördröjning på ca 4 timmar mellan första och sista provet. Nästa mätning vid 13°C och gjordes utomhus i ca 13±2°C varför mätosäkerheten var mindre vid dessa temperaturer. Mätningen vid 20°C gjordes i motsvarande rumstemperatur. Vid 25°C gjordes mätningen även i ca 20±1°C efter att proverna tagits ut från en ugn som de hade stått i över natten på 25±1°C.

3.2.3. Vattenfaktorer

Mätutrustningen GASMET GT5000 terra användes igen för att mäta VHG vid olika vattenhalter med fördelen att även kunna mäta haltskillnader av N₂O samt eventuellt CH₄.

Inför mätningarna av VHG vid olika vattennivåer sattes cylindrarna från våren i burkar (h:12 cm, Ø: 11cm) och försågs med ett vattenpermeabelt nät i botten (se **Figur 7**). De fylldes sedan till fyra olika vattennivåer med ca 48h mellanrum för utjämning. Vattennivåerna varvid gasmätningarna utfördes och burkarna vägdes var 2,5 cm, 5,0 cm och 7,5 cm till 10 cm (i höjd med cylinderkanten). Vid varje steg minskade luftvolymen vilket togs i beaktande vid beräkning.

Utjämningstiden var 3 dygn vid den sista mätningen som utfördes vid vattenmättat jordprov (vattenhalt=porositeten). Avdunstningen i rumstemperatur noterades även med en vattennivåreferens där locken var öppna lika länge som proverna. Detta gjordes under två veckors tid, följt av ytterligare mätning under torkning i fyra steg.



Figur 7. Visar cylinder (upp och ner) med filterpapper i botten (a) som täcktes med ett tunt nät (b) och sattes ned i en burk med ytterligare ett nät i botten (c) och fylldes till bestämd vattennivå (d), lämnades för utjämning (e) och nådde slutligen 10 cm (f).

Inför torkning ställdes proverna i dragskåp, där vätskeförlusten uppskattades motsvara drygt 1g/h (7-9g/6 h). Vätskeförlusten till olika torkningsgrad beräknades därefter utifrån detta. Medelvikter för cylinderprover med torvjord jämviktade vid olika pF-värden (logaritmen av det vattenavförande trycket i cm vattenpelare), baserat på tidigare mätningar på jord från samma plats användes som riktvärde för planeringen av torktider inför varje mätning.

3.3. Statistik och beräkningar

Beräkningarna av flödet för respektive VHG och luftvolymen baserades på kända innervolymer hos cylinderproverna eller kamrarna i fält samt temperaturen. Invägning av proverna före och efter mätning av VHG under vattenförsöken möjliggjorde för senare gas- och volymsberäkningar. Vattenhalten bestämdes i volymprocent utifrån jordens vikt och volym på labbet och med en mätare ute i fält, eftersom WET-mätaren inte kunde användas på jorden i cylinderproverna.

Mätresultaten för VHG gavs i miljondelar (ppm), av luftvolymen tillsammans med tiden i sekunder. Med Gasmet var tidsintervallet mellan mätpunkterna ca 5 sek och med Vaisalan var tidsintervallet 5 eller 15 sek, där det senare användes

ute i fält. Generellt gjordes kortare respektive längre mätsekvenser (mätpunkter) för de prover som uppvisade en snabb ökning av halten VHG i kammaren än de som tog längre tid. För att undvika att mäta halter över 1000 ppm CO₂ (nivån till vilken sensorn är kalibrerad) stoppades därför mätningarna på labb mellan 2-5 minuter medan det i fält gjordes tidsmässigt något längre mätningar. Eftersom luften i den inneslutna i kammaren (eller burken på labb) inte befinner sig i jämvikt direkt, beräknades lutningen för flödet först omkring efter en halvminut in på varje mätning och värdena innan exkluderades därav.

3.3.1. Statistik

Koncentrationen av VHG i kammaren för samtliga mätningar plottades mot tiden för att anpassa en linjär regressionskurva samt ett R²-värde. Detta gjordes för att visa på eventuella signifikanta korrelationer (R²>0,85 för CO₂ R²>0,8 för N₂O) för jordemissionen som kunde uppskattas till ett flödesvärde per mätning (prov).

Oparade t-tester gjordes sedan för en statistisk jämförelse av A och C utifrån mätvärdena i fält samt på labbet. Signifikansnivån sattes för samtliga t-test till α=0,05 motsvarande risken att testet har fel utsagor. H₀ sattes till ingen skillnad och H₁ till att det fanns en signifikant sådan mellan A och C. Om t-testets kvotvärde $t > t_{df, \alpha}$, förkastades "noll-hypotesen" med antagandet att det fanns en statistisk skillnad mellan variablerna (Lindahl & Lindh 2012).

Medelvärden för EC baserades på fyra upprepade mätningar och för pH gjordes tre mätningar vilka omräknades från logaritmisk skala till [H⁺], för samtliga medelvärdesberäkningar.

3.3.2. Ekvationer

För beräkningar av mätresultaten användes nedanstående ekvationer.

Ekvation 1. *Flödet av växthusgaser på labbet (F) och i fält (F_f)*

$$F = \left(\frac{ppm(gas)}{h} \right) * \rho * \frac{\left(\frac{n_{gas}}{R} \right)}{T} * V_{luft} * 10^x,$$

där flödet anges per ytenhet i fält enligt:

$$F_f = \frac{\left(\frac{ppm(gas)}{h}\right) * \rho * \frac{\left(\frac{n_{gas}}{R}\right)}{T} * V_{luft} * 10^x}{m^2},$$

där F anges i $mg\ h^{-1}$ och F_f i $mg\ m^{-2}h^{-1}$ (Mattsson 2018). Där $\left(\frac{ppm(gas)}{h}\right)$ anger resultaten av regressionsvärdet i miljondelar per tidsenhet (lutningen) och ρ är atmosfärstrycket: $101325\ N\ m^{-2}$, n_{gas} är aktuell molekylvikt ($M_{(CO_2)}$: $0,044\ kg/mol$; $M_{(N_2O)}$: $0,046\ kg/mol$; $M_{(CH_4)}$: $0,016\ kg/mol$), R är den allmänna gaskonstanten: $8,3145\ J\ mol^{-1}K^{-1}$ och temperaturen T , anges i Kelvin. V_{luft} är volymen på behållaren (m^3) samt omvandlingsfaktor 10^x (från kg till mg alt. μg).

Ekvation 2. Temperaturkoefficienten:

$$Q_{10} = (R_2/R_1)^{10/(T_2-T_1)},$$

där kvoten (R_2/R_1) är den uppmätta reaktionen (flödet) vid första och andra temperaturen som höjs upp till en 10-invers av (T_2-T_1) som är temperaturskillnaden i grader (K eller $^{\circ}C$) (Davidson et al. 2006).

Ekvation 3. Vattenhalten i volymprocent (θ) från torr skrymdensitet (P_t) och vattenhalten i viktprocent (w):

$$\theta = P_t * w,$$

från

$$P_t = \frac{m_s}{v} \text{ och } w = 100 * \frac{m_v}{m_s},$$

θ är vattenhalten i volymprocent beräknas genom P_t där m_s är den torra jordens massa (g) och v är cylindervolymen uttryckt i cm^3 . Detta multipliceras med w där m_v är markvattenvikten (g), som därför kan vara $>100\%$ (Persson et al. 2014).

4. Resultat

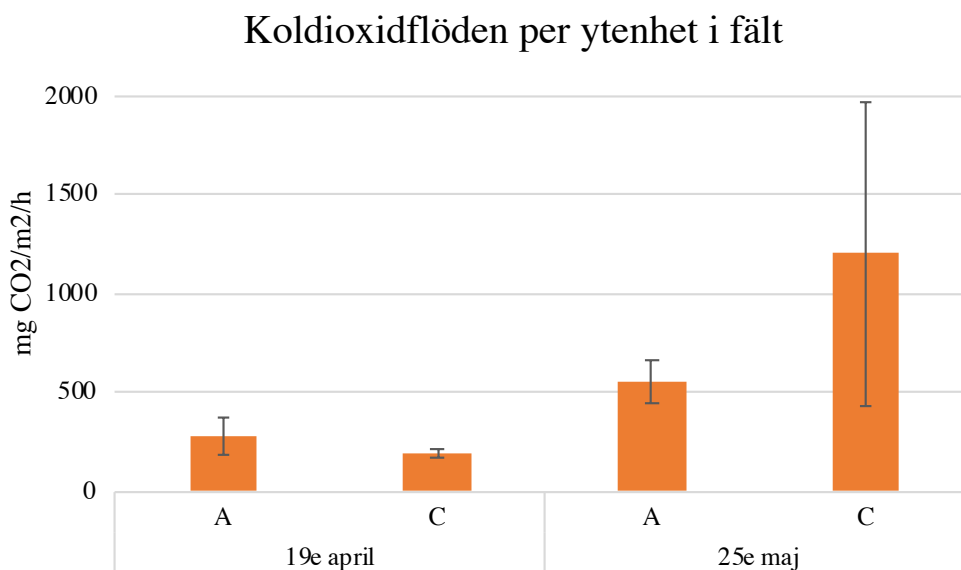
Nedan presenteras resultatet i text, diagram och tabeller först från fältmätningarna från april och maj 2021 och därefter laborationerna. De innefattar karaktärisering av jorden, temperaturmätningar med cylinderprover från hösten 2020 och våren 2021 för Q10 samt vattenfaktorer utifrån vårens prover. För varje del visas flödena av CO₂ i medelvärden och standardavvikelse för respektive leds behandling (A=0 eller C=20ton/ha) från mätningarna, följt av en statistisk analys samt resultat för N₂O och CH₄, i den mån det finns data.

4.1. Växthusgaser i fält

För mätningar av VHG från markytan i fält anges beräknade gasflöden i mg CO₂ m⁻² h⁻¹ och µg N₂O m⁻² h⁻¹, utifrån ackumulerade halter per tidsenhet i kammaren.

4.1.1. Koldioxidflöden per ytenhet i fält

Resultat från beräkningar (med *Ekvation 1* och *2*) av vattenhalter och flödesmätningar sammanställdes utifrån medelvärdena för led A och C.



Figur 8. Visar koldioxidflöden som medelvärden och standardavvikelser för led A (utan kalk) och C (20 ton CaCO₃/ha) under fältmätningar, som utfördes på våren år 2021.

De kalkade rutorna (led C) visade sig ha en lägre genomsnittlig emission av CO₂ än de okalkade (A) utifrån data för första fältmätningen i april. Data från den andra mätningen i maj visade omvänt att A hade en lägre medelemission av CO₂ än led C, som visade sig ha en betydligt större standardavvikelse än övriga (se **Figur 8**). Totalt sett var emissionen av CO₂ även något högre i maj än i april.

Tabell 2. Markens medelvattenhalter i volymprocent (θ), vid fältmätningar under våren 2021

θ	19e april	25e maj
A		
Medelvärde	65,1	69,9
Standardavvikelse	7,9	4,3
C		
Medelvärde	55,6	65,4
Standardavvikelse	7,9	6,2

Markens vattenhalt, som uppskattades utifrån varje ruta i volymprocent (θ) och sammanställdes per led, visade på en lite högre halt för led A än för led C (med kalk) under båda tillfällena. Totalt sett var vattenhalterna för båda led något högre i maj än i april (se **Tabell 2**).

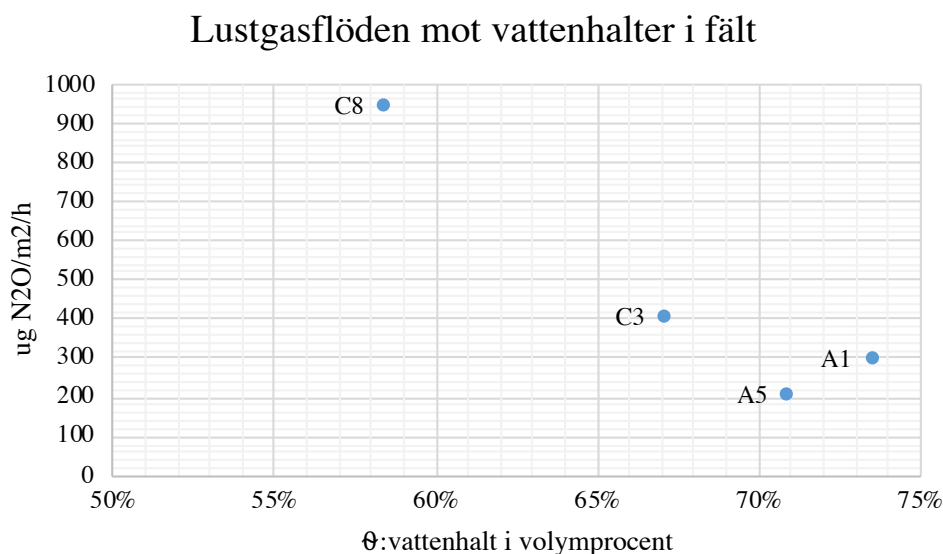
I april varierade vattenhalten som mest för båda led. Standardavvikelsen i vattenhalt var även lika för båda led i april och relativt sett högre än i maj, där standardavvikelsen för led C var något högre än för led A. Mätresultaten för CO₂ varierade som nämnts ovan mest för led C i maj, som även hade en ganska stor spridning sett till vattenhalten.

Oparat t-test (antaget olika varianser) mellan flödena av CO₂ för A och C gav $t(2)=1,588$ ($p=0,12$) för mättillfället i april samt $t(2)=-1,448$ ($p=0,14$) i maj ($<t_{2,0,05}=2,929$). Det visade alltså inte på någon signifikant skillnad mellan kalkbehandlade rutor och dess referenser, utifrån insamlad fältmätningssdata.

4.1.2. Lustgas och metangas i fält

Under den andra fältmätningen, med GASMET GT5000 terra kunde ökande lustgasemissioner detekteras i kammaren. Halterna per tidsenhet vid två av tre mätningar i respektive led, kunde anpassas med linjärregression ($R^2>0,8$) för att beräkna emissioner.

Övriga mätningar gav för lågt R^2 -värde. Utifrån data var lustgasavgången något högre för led C än för led A medan vattenhalten var något lägre för led C än för led A (**Figur 5**). Uppmätta värden för metan var negativa och kunde inte anpassas med linjär regression ($R^2<0,80$).



Figur 9. Visar det uppskattade flödet för A1, A5, C3 och C8 i $\mu\text{g N}_2\text{O}/\text{m}^2/\text{h}$ tillsammans med vattenhalten för respektive i volymprocent (θ).

4.2. Laborationsresultat

Kemiska och fysikaliska parametervärden för jorden, som estimerades från de separata ”lösa” jordproverna är sammanställda per led (A och C) nedan i **Tabell 3**. Provrutornas pH, konduktivitet, glödförlust totala halter av C och N samt C/N representerar därigenom medelvärden för båda led.

Tabell 3. Medelvärden och standardavvikelser för parametrar baserade på vårens separata jordprover för respektive ruta från kalkförsöket, där $A=0$, $C=20$ ton CaCO_3 ha^{-1} .

Led	pH	EC (μSm^{-1})	Glödförlust (%)	org-C (%)	tot-C (%)	tot-N (%)	C/N
A							
Medel	6,07	392	85,8	47,7	48,1	3,4	14,1
s		18	0,06	0,14	0,14	0,03	0,04
C							
Medel	7,17	470	82,5	45,3	46,1	3,2	13,9
s		16	1,89	0,88	0,56	0,22	0,39

De kalkbehandlade ledet C uppvisade högre pH-värden än led A för samtliga provrutor där medelvärdet var ungefär en pH-enhet högre än A. Skillnaden mellan EC-värdena motsvarar nära 100 $\mu\text{S}/\text{m}$ där medelvärdet för led C är högre än för led A. Glödförlusten (%) visar på högre halt org-C för led A, på nära 86% medan led C hade ca 83% glödförlust i snitt. Proportionerna överensstämmer således med analysvärdena för org-C samt tot-C som båda visar en högre andel för led A med nära två procentenheter. Skillnaden var dock inte lika stor mellan leden i

fråga om tot-N och C/N-kvoten där led A hade lite högre värden än led C (med kalk).

4.2.1. Q10 från flödet av CO₂ vid olika temperaturer

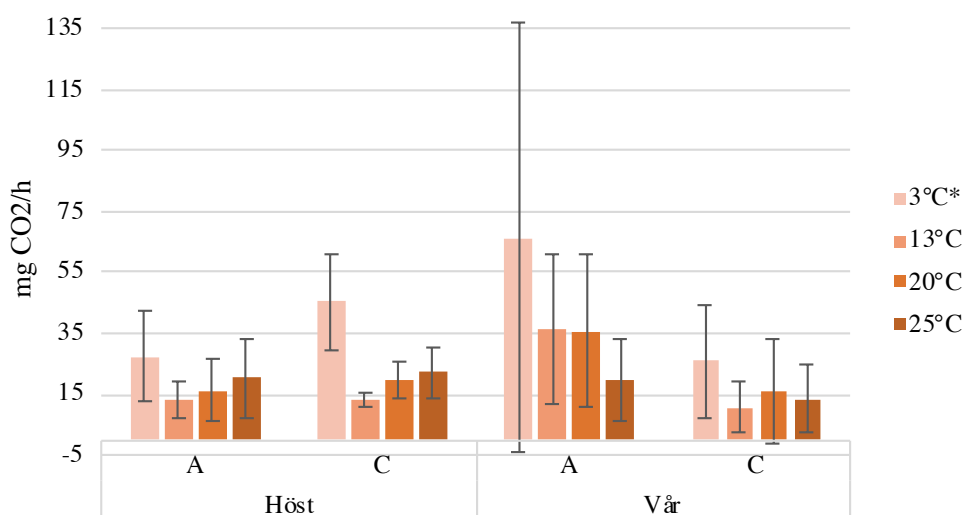
I **Tabell 4** visas temperaturkoefficienten (Q10), beräknad med **Ekvation 2**, för gasflödet av CO₂ i tre steg mellan 3 - 25°C. Mätosäkerheten för samtliga temperaturer var som minst ± 2 och som störst för 3°C på max 17°C.

Tabell 4. Beräknade temperaturkoefficienter från koldioxidmätningar av samtliga cylinderprover vid 3 - 25°C, där 3°C hade störst mätosäkerhet.

Q10	Höst (16e november)		Vår (19e april)	
Temperaturer	A	C	A	C
3 - 13°C*	0,68	0,39	0,83	0,45
13 - 20°C	1,45	1,80	0,90	1,32
20 - 25°C	1,88	1,28	1,44	1,17

Resultatet av Q10 visar att led A i två av tre fall gav högre värden än led C utifrån temperaturmätningarna. Vid 3 - 13°C var värdet för led A relativt större än led C för både höstens och vårens prover. Samtliga värden var dock under 0 och mätosäkerheten för temperaturerna var som störst vid 3°C. För 13 - 20°C var Q10 för led C något högre där vårens prover också visade ett värde under 1 för led A. Från 20 - 25°C syns det högsta värdet för A bland höstens prover på 1,88 för Q10. Summerat var värdena av Q10 relativt högre för höstens prover än vårens prover.

Koldioxidflöden vid olika temperaturer



Figur 10. Medelvärden för koldioxidavgången med standardavvikelse (felstaplar) med mg CO₂/h på y-axeln, vid temperaturerna 25, 20, 13 och 3°C. *Störst mätosäkerhet av temperaturerna.

Från höstens cylinderprover var flödet av CO₂ högre för led C än för led A vid samtliga temperaturer, vilket även gäller för 13°C, även om det inte är lika tydligt

i **Figur 10** ovan. Det motsatta visas för cylinderproverna från våren, där led C hade lägre medelemissioner än led A vid samtliga temperaturmätningar.

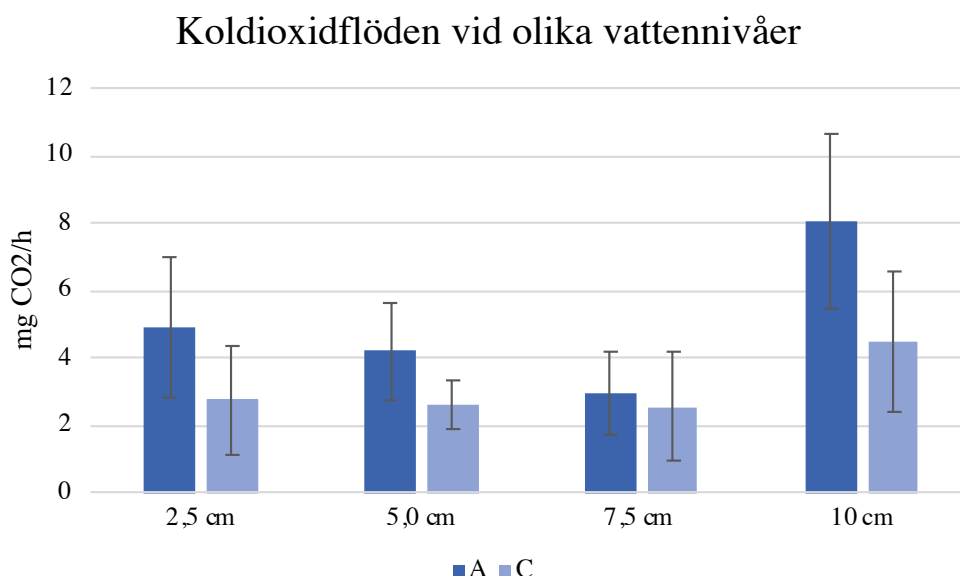
Mellan led A och led C fanns inga signifikanta skillnader utifrån oparat t-test (t (4), antaget olika varianser) vid de olika temperaturerna ($p > 0,05$), överensstämmande med data i fält. Det fanns inte heller sammantaget (t (17), olika varianser) någon statistisk skillnad ($p > 0,1$) mellan höstens och vårens prover utifrån temperaturmätningarna av CO_2 .

4.2.2. Växthusgasflöden mot olika vattenfaktorer

Medelvärde för vattenhalten i cylinderproverna som hämtades på våren var 65,5 volymprocent (utifrån **Ekvation 3**) vid första invägningen, kort efter att de tagits in från fält. Innan vattnet tillsattes i burkarna med cylinderproverna från våren, var vattenhalten i proverna i genomsnitt 64,8 volymprocent och den skrymdensiteten resulterade i ett medelvärde på $0,34 \text{ g/cm}^3$ för dessa.

Emissioner av CO_2 vid olika vattennivåer

Vid samtliga vattennivåer var CO_2 -flödet för led A högre än för led C i **Figur 7**. Det totala flödet för respektive vattennivå minskade något från 2,5 cm - 7,5 cm.

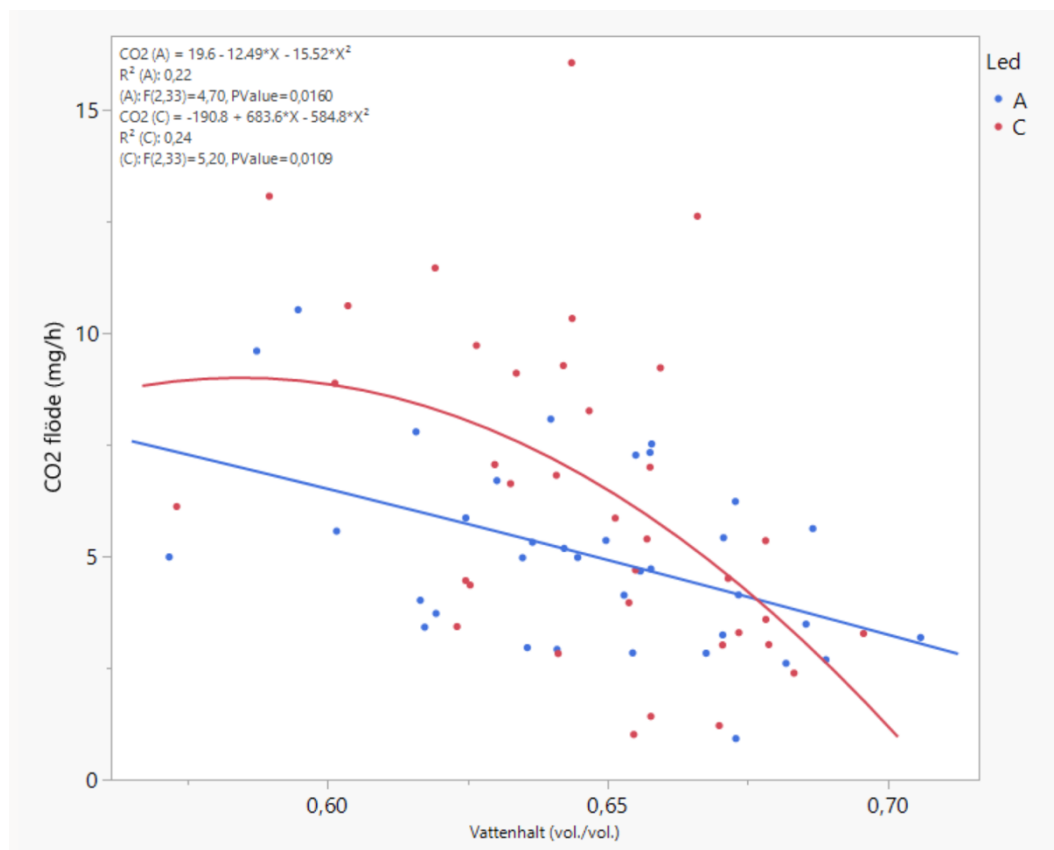


Figur 11. Medelflöde och standardavvikelse i $\text{mg CO}_2/\text{h}$ för A och C mot 2,5 cm 5,0 cm 7,5 cm och 10 cm vattennivå.

Högst medelvärde uppmättes vid 10 cm vattennivå för båda led, medan 7,5 cm hade lägst emissioner av CO_2 för båda. Parade t-test utifrån medelvärdena för samtliga cylindrar vid de olika vattennivåerna visade inte på någon signifikant skillnad i behandlingen mellan de första tre nivåerna men vid det sista steget från

7,5 - 10 cm, var $t_{17;0,05} < t$ -kvoten ($p=0,002$) och därmed fanns en signifikant skillnad utifrån test-variablerna.

Emissioner av CO₂ vid olika vattenhalter



Figur 12. Visar cylindrarnas respektive emission mot vattenhalten i volymprocent (efter torkning), där led A (blå) och C (röd) kan följas med regression av andra gradens polynom samt R^2 -värde och p -värde $< 0,05$.

Vattenhalterna för varje cylinder av vårens prover, beräknades eftersom torkning pågick och sammanställdes med gasflödet enligt **Figur 12**. Den visar att trenden för emissionen av CO₂ är avtagande mot en ökad vattenhalt. Regressionslinjerna är båda skilda från noll och är dessutom olika mellan leden där den okalkade jorden (A) uppvisar en något lägre emission än led C. Det går även att se olikheter i mönster, där ingen av leden följer ett linjärt samband för utsläpp mot vattenhalt utifrån cylindrarnas värden. Både antalet mätningar och den verkliga spridningen för varje prov framgår tydligt för både led A och led C i **Figur 12**.

Lustgas- och metangasemission vid olika vattennivåer och vattenhalter

Lustgasemissionerna visade en svag ökning eller fluktuation under mätningarna vid respektive vattennivå. Vid 2,5 cm gav två cylinderprover i ruta 1 och 9 från led A, linjära samband med $R^2 > 0,8$. För led A vid vattennivå 5,0 cm var flödet

även tillräckligt från sammanlagt tre av cylinderproverna, två i ruta 1A och en från 9A, vilket gav ett medelflöde på $1,74 \mu\text{g N}_2\text{O/h}$ ($s=1,03$). För övriga cylinderprover gick det inte att anpassa emissionen efter linjärregression vid varken 7,5 cm eller 10 cm ($R^2 < 0,8$).

En förändring i metangashalten kunde även detekteras i låga negativa flöden vid samtliga vattennivåer men plottade värden var för spridda för att ge ett tillräckligt högt R^2 -värde.

5. Diskussion

Några signifikanta skillnader kunde inte visas med den statistik som användes i samband med studien vad gäller VHG. Val av metoder och material tas upp nedan följt av laborationerna med temperatur- och vattenförsöken i fråga om tendenser och relativa olikheter mellan led A och led C samt fältmätningarna. Bakomliggande faktorer som försvårar torvjordsmätningar är exempelvis varierande vegetation på provplatsen liksom olika tidigare väderevent (Norberg et al. 2018).

5.1. Val av metoder och material

Resultaten baserades på kalkförsöket som anlades i Broddbo försöksfält innan denna studie började planeras. Studien omfattade endast A=0 och C=20 ton CaCO_3/ha som provtogs med tre replikat per led med två upprepningar vår och höst, samt under fältmätningarna. Anledningen till att inte fler fältförsök eller provtagningar gjordes och att led B (10 ton CaCO_3/ha) inte togs med var bristande resurser (tid och pengar). Det begränsar förstås i jämförelse med kalkförsökets hela utformning och potential för datainsamling. Mellanskillnaden på 10 ton/ha per led antogs dock inte vara tillräckligt stor för att öka tydligheten mellan behandlingarna och därav gjordes denna avgränsning.

Vid temperaturmätningarna användes kylar och ugnar under relativt kort tid för utjämning av temperaturen hos jorden i cylindrarna. Tiden för denna "acklimatiseringsprocess" mellan mätningarna i kombination med omgivningens temperatur under mätning, kan med stor sannolikhet ha bidragit till den osamstämmighet som visades mellan olika temperaturer (**Figur 10**). Särskilt i beaktande av 3°C , som hade störst mätosäkerhet men ändå rent termodynamiskt bör ha visat lägst emissioner. Problematiskt var att inte gick att mäta temperaturen i centrum av cylindern utan att störa jordprovet genom metoden. Liknande felkällor hade kunnat undvikas genom att låta proverna stå lite längre i exempelvis inkubatorugn. Alternativt genom att använda en metod som liknar vattenbad där temperaturen kan hållas relativt konstant även under mätning.

Vattenfaktorerna hade på liknande sätt kunna studeras över en längre tid på labb, exempelvis med dräneringstryck för att göra ett bindningsdiagram. Eftersom arbetsplanen var tidsbegränsad (10 veckor) valdes denna metod bort. Potentiella felkällor, som uppstod med att mäta utifrån skillnader i vattennivåer var volymförhållandena. Eftersom jorden kunde suga upp vattnet nedifrån (se **Figur**

7) via porerna gick det inte att veta säkert vad nivån inne i cylindern motsvarade. Därmed var den totala vikten, volymerna och nivån det som var möjligt att mäta i samband med VHG. Vattnet i och utanför stålcyindern var således svåruppskattad, eftersom det var nivån på burken som var utgångspunkten i behandlingen. Vid 10 cm vattennivå blev luftvolymen liten vilket gjorde att Gasmet ofta uppnådde en för hög halt vattenånga och började varna under mätning så att proverna behövde göras om. Vilket kan ha lett till för korta mätserier för adekvat beräkning när stigningen blev för snabb i det lilla utrymmet. En marginell felkälla var att vattnets temperatur som tillsattes i burkarna bedömdes vara ljust men temperaturbestämdes inte. Samt att vattnet inte kokades innan tillsättning. Om det hade gjorts hade det resulterat i en lägre syrenivå och något bättre uppskattningar av emissionerna.

En relativt obeprövad metod användes vid torkningen av proverna där en uppskattad hastighet för vattenavdunstning i dragskåp långsamt återställde proverna till en lite lägre vattenhalt. Vattenhalterna var som nämnts inte möjliga att beräkna innan proverna hade torkats helt. Mer noggranna beräkningar hade behövts för att nå bestämda vattenhalter under detta försök, även om den kvarvarande mängden vid varje steg efter avdunstning bedömdes vara tillräcklig för att kunna mäta och se små förändringar utifrån VHG.

En felkälla som kunde ha tagits hänsyn till både på labb och i fält var att slangarna som användes för olika utrustningar skiljde sig åt i volym. Detta kan möjligen ha påverkat resultaten, eftersom de försumrades i dessa försök. Att olika mätutrustning användes har förstås betydelse för studien av VHG, där mest fokus lades på CO₂ och Vaisala användes för Q10 medan Gasmet användes vid vattenförsök och i fält när N₂O förmodades kunna detekteras i högre grad. Det minskar förstås möjligheten att jämföra dessa halter, liksom CH₄. Eftersom halterna av CH₄ var negativa vid alla observationer och hade för låg korrelation medtogs inte dessa resultat i samma utsträckning som de andra VHG. Exempelvis hade det varit intressant att jämföra N₂O mellan höstens och vårens prover, vilket inte kunde prioriteras i studien.

5.2. Laborationer

Eftersom erhållna värden var olika utifrån fältmätningarna och samtliga parametrar på labb, fortsatte uppdelningen mellan leden genom studien med hänsyn till att skillnaderna inte visat sig vara signifikanta. Vid medelvärdesbestämning av de karaktäriserande parametrarna förändrades förstås värdena för rutorna, för att ge en bättre representation av leden utifrån de oförstörda jordkärnorna i cylindrarna. Standardavvikelse antas ge en tillräckligt bra bild av variationen, som var mer intressant än rutorna i sammanhanget. Skillnaderna i pH och EC var som förväntat, större för led C som innehöll kalk, där baskatjoner i marklösningen neutraliserar och ökar ledningsförmågan.

Skillnaden i pH togs möjligen i uttryck för emissionen av N_2O vid olika vattennivåer där led A visade ett tillräckligt högt R^2 -värde för två prover vid två av mätningarna för vattennivåerna (2,5 och 5 cm) men inte led C. Emissioner av N_2O förväntas i högre grad i kväverika och sura marker med lägre syrgashalt vilket delvis kan förklara resultatet. C/N var medelhög för båda led eftersom torvjord mestadels består av OM och org-C är därför en osannolik begränsande faktor mot tot-N. Kvoten visar dock att tillgången på kväve på omkring 3%, kan bidra till emissioner av N_2O , som alltså endast är marginellt mer begränsad i det kalkade ledet. Glödförlusten visade att halten av OM skiljde sig från halten org-C och tot-C för båda led och förhållandet däremellan överensstämde väl. En möjlig felkälla var att exsickatorn som användes inte var täckt med absorbent i botten och att kondensvatten därav inte avlägsnades som det var tänkt (se **Figur 5**).

5.2.1. Q10

Sett till Q10 förhåller sig led A som de högre värdena, vilket delvis kan kopplas till att innehållet av både org-C och tot-C är större, även om olikheterna var små mellan leden. En reflektion utifrån detta är att C/N och pH kan regleras med jordbruket (gödsling och kalkning) för att i bästa fall, finna en balans där växtnäringen inte riskerar att urlakas och där jorden hålls neutraliserad för att emissionerna av N_2O begränsas (liksom lösligheten av tungmetaller) samt att markens org-C (SOC) ska kunna bibehållas.

Temperaturmätningarna mellan höst och vår kunde dock inte generaliseras till högre eller lägre värden för något av leden eftersom dessa varierade beroende på provsäsong (se **Figur 10**). Resultatet visade inte på några signifikanta skillnader. Spridningen vittnar om att data förmodligen inte är normalfördelade enligt **Figur 10**. Ett sätt att tydliggöra variationen kunde vara att transformera data genom exempelvis logaritmering. Nackdelen var att det kunde göra figuren svårare att tolka. Även om det heller inte är rimligt att felstaplar visar på negativa flöden av CO_2 i frånvaro av fotoautotrofer, ansågs det vara det bättre alternativet i detta fall. Utifrån **Figur 10** hade höstens prover inte lika hög emission relativt sett till vårens prover. Variationen i emission kan möjligen bero av olika vattenhalter även här eftersom flödena var lägre för höstens prover när det generellt också är blötare i marken. Detta togs dock inte i beaktande och orsaken förblir därför oklar.

5.2.2. Vattenfaktorer

Vattnets påverkan på jorden förväntades gå i linje med att mer vatten minskade emissionen av främst CO_2 till följd av syrebrist hos heterotroferna. Detta stämde väl med de två första vattennivåerna, vars emission minskade något med 2,5 cm höjning per steg. Däremot gavs en maximal emission vid 10 cm (se **Figur 11**) vilket gav en signifikant skillnad jämfört med föregående vattennivå på 7,5 cm. Att emissionen kunde bli så stor trots att jorden i princip var vattenmättad kan förklaras med metodfel. Mättiden var antagligen inte tillräcklig eftersom utrustningen varnade för hög halt vattenånga så att mätserierna blev för korta för att kunna anpassas metoden som användes. Att det fortfarande skulle finnas tillräckligt med syre för att åstadkomma denna respirationshastighet trots

vattenmängden förefaller i övrigt vara en osannolik förklaring, eftersom den långsamma syretransporten i vatten bör ha begränsat heterotroferna tillräckligt mycket för att hålla nere aktiviteten i rumstemperatur. Metodfel är därför den troliga orsaken till överskattning av halterna. Vid samtliga mättillfällen avgick ändå mer CO₂ för led A än led C relativt sett, utan signifikant skillnad. Detta är tydligt i **Figur 11**, där standardavvikelseerna också ligger relativt nära medelvärdena. Detta går emot förväntningen om att abiotiskt CaCO₃ skulle avge mer CO₂. En orsak till denna olikhet mellan leden skulle kunna vara att vattnet löser upp CaCO₃ med en ökad volym i den yttre marklösningen vilket påverkar mikroorganismernas emissioner.

Vid torkning av proverna gavs en något tydligare bild över avtagande emission av CO₂ mot vattenhalten i volymprocent. Led A (blå kurva i **Figur 12**) visade denna gång på relativt lägre emissioner än led C (röd) utifrån grafen. Dessa motsatser kan bero av att variationen överstiger medelvärdet till följd av en för liten skillnad mellan leden och utifrån antalet cylinderprover (18 st). Oliketerna mellan cylindrar och led beror möjligen i högre grad av variationen inom rutorna på provplatsen där markstruktur, porositet och näringsinnehållet kan skilja sig åt mer än vad som framgår av karaktäriseringen i studien. Variationen inom rutorna skulle därav behöva studeras närmare för att kunna förklaras mer. Resultaten antyder ändå att vattnet har betydelse för emissionen även om sambandet mellan vatten och emission inte är fullt linjärt hos dessa jordar.

5.3. Fältmätningar

Kalkbehandlingens bidrag av CO₂ från dissociationen av CaCO₃ står givetvis för en del av emissionen av CO₂ i det kalkade ledet som tydliggjorts av pH. Detta kan förklara några av de olika tendenserna mellan leden under mätningar av CO₂ på labb. Emissionerna för led C översteg led A för höstens prover samt under torkning av vårens prover (**Figur 10** och **12**). Resultaten från fältmätningarna antydde även detta i maj när led C var betydligt högre än led A (**Figur 8**). Motsatsförhållanden fanns i april liksom för vårens prover under temperaturmätning samt vid olika vattennivåer (**Figur 10** och **11**). I jämförelse med vattenhalten (**Tabell 3**) fanns ingen trend för CO₂ i fält. Marktemperaturen var däremot nära dubbelt så hög i maj som i april vilket antas ha lett till relativt högre emissioner, eftersom lufttemperaturen var ca 22°C vid båda tillfällen.

Uppmätt N₂O från maj kunde kopplas till vattenhalten enligt **Figur 9** och var något lägre för led A än för led C. Eftersom utsläppen av N₂O minskar med en högre vattenhalt kan resultatet bero av N-avgång i form av N₂ genom denitrifikation istället samt eventuellt något av kalkbehandlingen. Tolknigen görs dock endast utifrån två mätningar för vardera led vilket inte ger mer än en indikation av mönstret i processerna. Detta försvårade tolkningen av mätdata. Eftersom varken pH eller andra kemiska parametrar mättes på platsen vid mättillfället och variationen ligger nära medelvärdena, minskade möjligheten att dra fler slutsatser kring orsakerna bakom nämnda emissioner.

6. Slutsatser

Inga statistiskt signifikanta skillnader fanns mellan leden gällande VHG. Relativa olikheter mellan led A och led C kunde studeras på labb, däribland pH och EC som sannolikt beror av kalkningen. Leden uppvisade olika tendenser under behandlingarna och ger en indikation om att utsläppen påverkas olika beroende på jordens sammansättning, vattenhalt och temperatur utifrån studiens data.

Q10 gav sammantaget högre värden för led A än för led C samt högre totala värden för höstens prover. Temperaturökning påverkade emissionen liksom metoderna. Trenden var mer samstämmig utifrån från höstens prover medan vårens prover visade att variationen var större än medelvärdet, som kan bero av felkällor kopplat till metoderna.

Vattenfaktorerna påverkade emissionerna av VHG. CH₄ beräknades till svagt avtagande halter vid samtliga mätningar utan några tydliga mönster. N₂O avgick däremot i högre utsträckning för led A vid 2,5 och 5 cm vattennivå. Vilket antas bero av en ökad denitrifikation vid högre vattennivåer. Den okalkade jorden hade även något högre emissioner av CO₂ vid samtliga vattennivåer vars totala emissioner avtog mellan 2,5-7,5 cm vattennivå. En signifikant ökning av emissionerna kunde visas från 7,5 cm till maximal vattennivå på 10 cm som antagligen berodde på begränsningarna hos utrustningen medförande mätfel.

En negativ trend fanns för båda leden när ökad emission plottades mot vattenhalt (ca 58-70%) i volymprocent, där emissionen var relativt sett något högre för den kalkade jorden denna gång. Emissionstrenden avtog strax under 60% när jorden var som torrast under mätning. Utifrån fältmätningarna fanns även en antydning om skillnader mellan leden och det skulle behövas fler upprepningar för att bekräfta effekten av faktorer som pH, temperatur och vattenhalt.

Några fler prover mellan just kalkad och okalkad jord hade förmodligen inte gjort resultaten mycket tydligare eftersom kalkförsöket redan var utformat på ett visst sätt men förutsättningarna hade kunnat förbättras ytterligare utifrån metodiken. Genom mer noggranna metoder som leder till bättre förutsättningar även statistiskt sett, kan en större resultatsäkerhet åstadkommas i liknande studier.

Avslutningsvis kan nämnas att torvjordar är komplexa ekosystem som inte kan likställas med mineraljordar och är därför mer svårstuderade. Odlad torvjord har dock en betydande roll i samhällsviktiga frågor som klimat och råvaruförsörjning vilket är starka incitament för att fortsätta studera dessa markers betydelse sett ur ett större perspektiv.

Referenslista

Ahlvin, M. & Alexandersson Ros, S. (2020). *Markytesänkning, växthusgasavgång och utlakning från dikad torvjord*. (Examensarbete 30hp). Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö.
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-404367> [2021-06-08]

Berglund, K. (2008). *Svensk mosskultur: odling, torvanvändning och landskapets förändring 1750 - 2000*. (Runefelt, L., red.). Stockholm: Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien. (Skogs- och lantbrukshistoriska meddelanden; 41)

Berglund, Ö. (2011). *Greenhouse gas emissions from cultivated peat soils in Sweden*. (Doktorsavhandling). Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
<https://pub.epsilon.slu.se/2445/> [2021-04-16]

Berglund, Ö. & Berglund, K. (2011-01-21). Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.002> [2021-04-16]

Bogren, J., Gustavsson, T. & Loman, G. (2019). *Klimatförändringar: naturliga och antropogena orsaker*. 4:1. Lund: Studentlitteratur AB.

Davidson, E.A., Janssens, I.A. & Luo, Y. (2006). On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: moving beyond Q10. *Global Change Biology*, 12 (2), 154–164. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01065.x>

Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. 1:6. Lund: Studentlitteratur AB.

Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N.P.A., Cohan, J.-P., Eglin, T. & Gall, C.L. (2019). Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports*, 9 (1), 20182. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3>

Hermansson, J. (2017). *Liming and deep cultivation as long term mitigation actions to lower the rate of peat decomposition and CO2 emissions from peat soils*. (Masterarbete). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö. <https://stud.epsilon.slu.se/10312/> [2021-04-16]

Jordan, S. (2016). *Greenhouse Gas Emissions from Rewetted Extracted Peatlands*

in Sweden. (Doktorsavhandling). Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
<https://pub.epsilon.slu.se/13697/>

Lafleur, P.M., Moore, T.R., Roulet, N.T. & Frolking, S. (2005). Ecosystem Respiration in a Cool Temperate Bog Depends on Peat Temperature but Not Water Table. *Ecosystems*, 8 (6), 619–629. <https://www.jstor.org/stable/25053860> [2021-05-06]

Lindahl, L.-Å. & Lindh, U. (2012). *Kvantitativ Biologi - matematik, statistik och modeller*. 1. uppl. Stockholm: Liber AB.

Lindgren, A. (2017-09-21). *Mineralinblandning i torv och dess påverkan på koldioxidutsläpp*. (Kandidatarbete). <https://stud.epsilon.slu.se/11052/> [2021-04-14]

Lundqvist, J. (2006). *Geologi:processer-utveckling-tillämpning*. 4:4. Lund: Studentlitteratur AB.

Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J.T. & Martikainen, P.J. (2010). Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences*, 7 (9), 2711–2738. <https://doi.org/10.5194/bg-7-2711-2010>

Mattsson, A. (2018-06-13). *Växthusgasutsläpp vid sandinblandning i torvjordar*. (kandidatarbete). <https://stud.epsilon.slu.se/13373/> [2021-04-16]

Meyer, N., Welp, G. & Amelung, W. (2018). The Temperature Sensitivity (Q10) of Soil Respiration: Controlling Factors and Spatial Prediction at Regional Scale Based on Environmental Soil Classes. *Global Biogeochemical Cycles*, 32 (2), 306–323. <https://doi.org/10.1002/2017GB005644>

Naturvårdsverket (2020). *Sveriges klimatmål och klimatpolitiska ramverk*. <http://naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Klimat/Sveriges-klimatlag-och-klimatpolitiska-ramverk/> [2021-04-22]

Naturvårdsverket (2021). *Utsläpp och upptag av växthusgaser från markanvändning. (LULUCF)*. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-och-upptag-fran-markanvandning/> [2021-06-19]

Naturvårdsverket (2021a). *Våtmark*. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vatten/Vatmark/> [2021-04-05]

Naturvårdsverket (2021b). *Våtmarkssatsning 2021-2023*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Vatmarker/Vatmarkssatsning-2021-2023/> [2021-06-12]

Norberg, L., Berglund, Ö. & Berglund, K. (2016). Seasonal CO₂ emission under different cropping systems on Histosols in southern Sweden. *Geoderma Regional*, 7 (3), 338–345. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.06.005>

Norberg L., Berglund Ö., & Berglund K. (2018). Impact of drainage and soil properties on carbon dioxide emissions from intact cores of cultivated peat soils. *Mires and peat*, 21 (3), 1–14. <https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.284>

Norberg, L., Hellman, M., Berglund, K., Hallin, S. & Berglund, Ö. (2021). Methane and Nitrous Oxide Production From Agricultural Peat Soils in Relation to Drainage Level and Abiotic and Biotic Factors. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.631112>

Paradelo, R., Virto, I. & Chenu, C. (2015). Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.005>

Persson, J., Fridell, K., Gustafsson, E.-L., Englund, J.-E., Sveriges lantbruksuniversitet & Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap (2014). *Att räkna på vatten en formelsamling för landskapsingenjörer*. Alnarp: Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-e-2353> [2021-06-03]

SMHI (2021). *Klimatförändringen är tydlig redan idag | SMHI*. <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/klimatet-forandras> [2021-06-10]

Tao Zhou, Peijun Shi, Dafeng Hui, & Yiqi Luo (2009). Global pattern of temperature sensitivity of soil heterotrophic respiration (Q₁₀) and its implications for carbon-climate feedback. *Journal of Geophysical Research - Biogeosciences*, 114 (G2), G02016-n/a. <https://doi.org/10.1029/2008JG000850>

Walczak, R., Rovdan, E. & Witkowska-Walczak, B. (2002). Water retention characteristics of peat and sand mixtures. *16, 161-165*, 5. http://www.old.international-agrophysics.org/artykuly/international_agrophysics/IntAgr_2002_16_2_161.pdf

Wiley, J.M., Sherwood, L.M. & Woolverton, C.J. (2014). *Prescott's Microbiology*. 9. uppl. New York: McGraw-Hill Education.

Tack

Vill rikta ett tack till min handledare Örjan för provtagning i fält hösten 2020 innan arbetet satte igång, en dag när jag hade symtom (covid-19) och inte kunde medverka. Samt till Antonia, Mina, Ana, och Sabine för introduktioner i labbet och trevligt bemötande på SLU, i dessa speciella tider med social distansering.